第41卷 第2期
2024年2月

干 旱 区 研 究
ARID ZONE RESEARCH

Vol. 41 No. 2
Feb. 2024

裸露与沙埋对极端干旱区凋落物分解和养分释放的影响

袁 萍[1,2]， 韩 欢[2,3]， 赵红梅[1,4]， 李从娟[2,3]

（1. 新疆农业大学资源与环境学院，新疆 乌鲁木齐 830052；2. 中国科学院新疆生态与地理研究所国家荒漠-绿洲生态建设工程技术研究中心，新疆 乌鲁木齐 830011；3. 中国科学院大学，北京 100049；4. 新疆土壤与植物生态过程实验室，新疆 乌鲁木齐 830052）

摘 要：为了评估沙漠公路防护林林带裸露与沙埋处理下的凋落物分解和养分动态特征，以梭梭（*Haloxylon ammodendron*）和乔木状沙拐枣（*Calligonum arborescens*）同化枝、多枝柽柳（*Tamarix ramosissima*）叶凋落物为研究对象，用凋落物分解袋法进行分解试验。结果表明：（1）3种凋落物的质量损失在2种处理下均存在显著差异，沙埋处理下凋落物质量损失大于裸露处理，至分解试验结束，裸露处理下梭梭、乔木状沙拐枣和多枝柽柳的失重率分别为7%、6.8%、18.1%；沙埋处理下梭梭、乔木状沙拐枣和多枝柽柳的失重率分别为23.7%、9.7%、21.9%；（2）分解过程中，2种处理下凋落物C、N、P含量变化不太一致，梭梭与乔木状沙拐枣同化枝的N与P含量均呈净富集状态，而C含量则呈现净释放状态；多枝柽柳叶的N和P含量分别呈净富集、净释放状态，C含量为富集-释放状态；（3）分解速率k值与相关因素分析表明，凋落物初始N、P、C:N与C:P含量对分解速率影响显著（$P < 0.01$）。这些结果说明，在极端干旱区，沙埋对凋落物的分解过程有显著的积极影响。

关键词：极端干旱区；凋落物分解；沙埋；质量残留率

凋落物是连接植物与土壤的纽带，在维持生态系统功能、物质循环及能量流动中具有重要作用[1]。凋落物主要的意义在于分解作用，将植物体内各元素释放并返还给土壤，从而为植物生长、微生物代谢提供营养物质与能量，对于促进生态系统结构稳定、维持土壤肥力具有重要意义[2]。全球每年因凋落物分解释放的二氧化碳（CO_2）量为68 Gt，约占全球年C通量的70%[3]。因此，厘清凋落物分解过程对于理解全球C循环至关重要。

在干旱和极端干旱区，土壤养分贫乏，有机质含量低，凋落物的分解及养分释放在改善土壤质地、提高土壤肥力和维持植被稳定性等方面发挥着重要的作用[4]。由于这些地区气候干燥，沙尘暴活动频繁，强风活动为这些地区沙子的局部水平运动和凋落物掩埋提供了动力，沙埋成为该区域常见的自然现象[5]。沙埋过程复杂，可以明显改变土壤的温度、湿度和光照强度[6]；与地表土壤相比，由于光照强度的降低，被沙子掩埋的土壤温度较低，含水量较高[7]，这种分解微环境的改变显著影响了凋落物的质量损失[8]。相关研究发现，在旱区生态系统中，沙埋后适宜的温湿度条件提高了微生物活性，被沙土掩埋的凋落物其质量损失显著快于地表凋落物[9-10]。然而，也有学者研究表明，地表凋落物的分解较快[11]或与沙埋处理下凋落物质量损失无显著差异[12]。由此可见，沙埋对分解的影响效应仍不明确，且作用机制尚不清晰，仍需进一步研究。

塔克拉玛干沙漠是世界上第二大流动沙漠，在该区域的沙漠公路防护林中，由于频繁的风沙运动，流沙经常将凋落物掩埋，形成与地表凋落物不一样的分解环境，进而可能会改变极端干旱区的C循环过程。为探究沙埋对极端干旱区凋落物分解过程的影响，本研究在塔克拉玛干沙漠腹地，以沙

收稿日期：2023-08-07； **修订日期**：2023-11-20

基金项目：新疆维吾尔自治区杰出青年基金(2022D01E97)；中国科学院西部青年学者(2021-XBQNXZ-002)；自治区“天山英才”(2022TSYCCX0004, 2022TSYCCX0002)；国家自然科学基金(32360300)

作者简介：袁萍（1997-），女，硕士研究生，主要从事荒漠植物凋落物分解研究. E-mail: 18308160358@163.com

通讯作者：赵红梅. E-mail: zhaohongmeidu@163.com

漠公路防护林梭梭(*Haloxylon ammodendron*)同化枝、乔木状沙拐枣(*Calligonum arborescens*)同化枝和多枝柽柳(*Tamarix ramosissima*)叶为研究对象,研究裸露与沙埋处理对3种典型荒漠植物凋落物的分解特征和养分释放特性的影响,探究极端干旱区凋落物的分解规律,有助于阐明塔克拉玛干沙漠防护林凋落物的物质循环特征。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验区位于中国科学院塔克拉玛干沙漠研究站(38°58′13.56″N、83°39′36.48″E,海拔1100 m)。该沙漠地处新疆南部塔里木盆地中央,是中国最大的流动沙漠[13]。该区域年平均降水量24.6 mm,年日照时间为2854.2 h,年平均气温12.8 °C,最高气温45.7 °C,最低气温-22.3 °C[14],气温年较差与日较差大,日照时间较长,风沙活动频繁,属于典型的暖温带大陆性干旱气候。研究区内流沙现象普遍[15],其土壤类型为流动风沙土,植被主要有沙拐枣属(*Calligonum* L.)、梭梭属(*Haloxylon* Bunge)、柽柳属(*Tamarix* L.)等防风固沙、抗旱抗盐的高抗逆灌木和小乔木组成[16]。

1.2 试验设计及样品分析

在中国科学院塔克拉玛干沙漠研究站的荒漠实验区,选择长势均匀一致的10棵梭梭、10棵乔木状沙拐枣和10棵多枝柽柳,分别在每种树下随机选择5棵设置沙埋处理(地下10 cm),以模拟被风沙掩埋的凋落物;5棵设置地表裸露处理,用来模拟地表凋落物分解的初始状态。2021年6月,在塔克拉玛干沙漠公路防护林,选择同年定植且未被破坏的防护林地,布设凋落物收集筐(收集框大小50 cm×50 cm),分别收集梭梭同化枝、乔木状沙拐枣同化枝、多枝柽柳叶凋落物,每种凋落物样品去除杂质后,在65 °C烘箱中烘至恒重备用。

称取15.00 g各凋落物样品分别装入分解网袋(网袋大小25 cm×15 cm)。装样的同时,每种凋落物相应称取3组样品,粉碎后测定其初始化学组成(表1)。2021年8月15日,将称量好的60袋梭梭、60袋乔木状沙拐枣和60袋多枝柽柳凋落物分别放置于相应树下的样方内,其中,地表裸露处理,即在人工去除地表原凋落物及草本植物后,用铁丝固定于地表,以防被风吹走;沙埋处理,即各物种凋落物埋置于地下10 cm处。此外,试验期间用地温计连续监测了各处理的土壤温度。

分别在分解2、4、6、8、10、17个月后进行取样,每次取样时,每个处理每种凋落物取回1袋,同时,各处理随机收集3个分解网袋下0~5 cm的土壤带回实验室。将每次采集的凋落物样品,清洗干净后装入信封,在65 °C烘箱中烘至恒重,称重并记录剩余干重。将称重后的样品粉碎后过100目筛,测定凋落物的全C、全N和全P含量。对于每次取回的土壤样品,一部分土样测定土壤含水量,一部分风干、研磨和过筛后,测定土壤有机C、全N和全P含量。其中,凋落物全C含量及土壤有机C含量均采用重铬酸钾氧化-外加热法测定;凋落物全N和全P含量在浓硫酸-过氧化氢消煮后,用连续流动分析仪AA3测定;土壤含水量用烘干法测定;土壤全N和全P含量在浓硫酸-高氯酸消煮后,用连续流动分析仪AA3测定。

1.3 数据处理

凋落物质量残留率用以下公式计算:

$$Y = M_t / M_0 \times 100\% \quad (1)$$

式中:Y为质量残留率(%);M_0为凋落物初始质量(g);M_t为凋落物分解t时的凋落物质量(g)。

用修正后的Olson(1963年)[17]负指数衰减模型拟合凋落物分解过程,计算分解速率k,并估算凋落物的半衰期($t_{0.5}$)及95%分解所需时间($t_{0.95}$),其表达式为:

表1 凋落物的初始化学组成(平均值±标准差,n=3)

Tab. 1 The initial chemical composition of the litters (mean ± SD, n=3)

物种	全C/(g·kg^{-1})	全N/(g·kg^{-1})	全P/(g·kg^{-1})	C:N/(g·kg^{-1})	C:P/(g·kg^{-1})
梭梭	247.88±3.35 a	6.98±0.13 b	0.45±0.13 a	35.53±1.51 b	550.16±19.99 b
乔木状沙拐枣	314.46±2.55 c	5.20±0.11 a	0.42±0.02 a	60.47±2.47 c	758.73±12.77 c
多枝柽柳	266.67±2.23 b	11.05±0.07 c	1.24±0.03 c	24.13±0.46 a	214.41±5.29 a

注:同列不同小写字母表示在0.05水平上差异显著。

$$Y = M_t / M_0 = a e^{-kt} \quad (2)$$

$$t_{0.5} = \ln 0.5 / (-k) \quad (3)$$

$$t_{0.95} = \ln 0.05 / (-k) \quad (4)$$

式中:Y、M_0、M_t同上;a为修正系数;t为分解时间(a);k值越大,凋落物分解越快,反之,分解越慢。

调落物养分残留率(NR,%)[18]的计算公式为:

$$NR = M_t X_t / M_0 X_0 \times 100\% \quad (5)$$

式中:M_0、M_t同上;X_0为凋落物初始养分浓度($g \cdot kg^{-1}$);X_t为分解t时凋落物养分元素浓度($g \cdot kg^{-1}$)。当$NR < 100\%$,凋落物分解过程中元素发生了净释放;当$NR > 100\%$,凋落物分解过程中元素发生了固持。

采用Excel 2016和SPSS 25.0对数据进行整理和分析,用Origin 2018绘图。用单因素方差分析(ANOVA)检验不同凋落物初始化学组成、分解速率的差异;以重复测量方差分析检验分解时间、处理、物种及其交互作用对凋落物质量残留率及C、N、P残留率的影响;运用Pearson相关分析考察凋落物初始化学性质、土壤微环境与分解速率间的关系,同时运用指数回归计算质量残留率与分解时间的回归方程。图中数据为平均值±标准差。

2　结果与分析

2.1　裸露与沙埋处理下凋落物质量残留率和分解速率的变化

由图1可知,梭梭和乔木状沙拐枣同化枝质量损失分别集中在前4个月和前2个月,而多枝柽柳叶分解一直持续到10个月,而后分解趋于缓慢;在整个分解过程,沙埋显著提高了梭梭和乔木状沙拐枣同化枝、多枝柽柳叶凋落物的质量损失。至分解试验结束,裸露处理下梭梭和乔木状沙拐枣同化枝、多枝柽柳叶质量残留率分别为:93%、93%、82%;沙埋处理下依次为:76%、90%、78%。重复测量方差分析结果表明,分解时间、处理、物种均显著影响了凋落物的质量残留率($P<0.05$),而各处理间的交互作用对质量残留率的影响均不显著(表2)。

采用Olson指数衰减模型对凋落物分解过程的质量残留率进行拟合,并估算分解速率k。由表3可以看出,2种处理下3种凋落物的分解速率差异显著($P<0.05$),且分解系数均为沙埋>裸露,沙埋处理对3种凋落物分解速率有显著影响,多枝柽柳叶分解最快,乔木状沙拐枣同化枝分解最慢。

2.2　裸露与沙埋处理下凋落物C、N、P残留率变化

在整个分解时期,3种植物凋落物C残留率变化趋势不一致(图2),2种处理下,梭梭和乔木状沙拐枣同化枝凋落物C残留率都呈现净释放模式;但多枝柽柳叶C残留率以富集-释放缓慢模式出现。梭梭和乔木状沙拐枣同化枝凋落物在2种处理下N和P残留率变化均表现为净富集模式;多枝柽柳叶凋落物在2种处理下N和P残留率变化分别为净富集、净释放模式。重复测量方差分析结果显示,凋落物的C、N、P残留率受到分解时间和物种的极显著影响($P<0.01$),而处理及各处理间的交互作用对其影响均不显著(表4)。

2.3　裸露与沙埋处理下凋落物分解速率k值的影响因素分析

对2种处理的3种植物凋落物分解系数k值与其他因子进行相关性分析,由表5可知,2种处理下

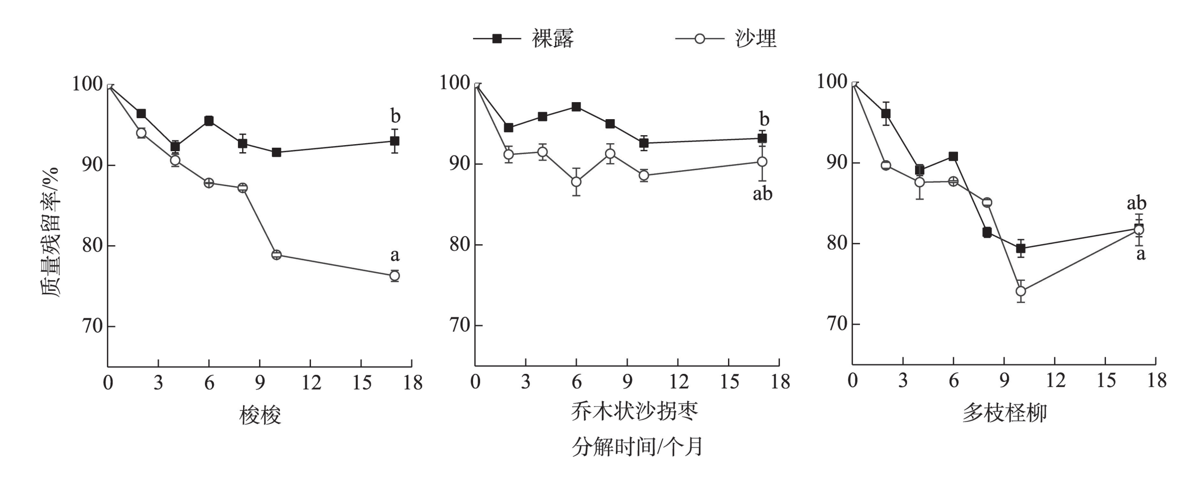


图1　裸露和沙埋处理下各凋落物的质量残留率

Fig. 1　Mass residue rate of litter of various species under bare and sand burial treatment

表2 凋落物质量残留率的重复测量方差分析结果

Tab. 2 Results of repeated measurement ANOVA of litter mass residue

因素	*df*	均方	*F*值	*P*
处理	1	1120.41	10.73	0.00
物种	2	362.79	3.48	0.04
处理×物种	2	154.35	1.48	0.24
时间	5	658.82	5.39	0.00
时间×处理	5	82.28	0.67	0.57
时间×物种	10	202.85	1.66	0.143
时间×处理×物种	10	197.12	1.62	0.16

凋落物分解系数k值均与初始N、P含量呈极显著负相关($P<0.01$),与初始C:N、C:P含量呈极显著正相关($P<0.01$)。

3 讨 论

3.1 裸露与沙埋对凋落物分解的影响

本研究对裸露与沙埋处理下凋落物质量损失表明,沙埋显著加速了凋落物的质量损失。且由回归分析结果来看(表3),沙埋处理下3种凋落物分解达到95%的时间显著快于裸露处理。可能在试验地地表和沙埋的年平均温度不同,分别约为16.1 ℃和13.8 ℃;沙埋处理下的土壤湿度为裸露处理的1.6倍,沙埋可以减少蒸发量[19],土壤湿度下降速度慢,保持水分时间更长。沙埋下的凋落物在适宜的温湿度条件下,由于频繁的微生物活动[9],分解速度普遍加快。相关研究也发现,在干旱与半干旱生态系统中,沙埋处理下的凋落物分解速率普遍加快[20-21]。Liu等[22]通过对沙丘生态系统的凋落物分解试验发现,沙埋处理下凋落物分解速度远快于地表裸露处理;Zhang等[20]对3种盐生植物凋落物分解过程进行研究发现,沙埋的凋落物分解速度明显快于地表处理,尤其是在初始阶段。此外,裸露与沙埋处理下的乔木状沙拐枣和梭梭同化枝凋落物的质量损失分别集中在前2个月和前4个月,而多枝柽柳叶凋落物分解一直持续到10个月,随后趋于平稳,这与范琳杰等[23]对极端干旱区花花柴(*Karelinia caspia*)和胡杨(*Populus euphratica*)凋落物分解结果一致。一方面可能是在分解初期,凋落物中易分解且可溶性物质的含量相对较高,经淋溶及微生物的作用分解迅速[24];另一方面,在试验初始阶段,昼夜温差较大,冻融循环与干湿过程的交替可能会再次加速凋落物分解[24]。可见,沙埋影响着凋落物的分解过程,促进了凋落物的分解速率。

3.2 裸露与沙埋对凋落物养分释放的影响

本研究中,2种处理对梭梭和乔木状沙拐枣同化枝凋落物、多枝柽柳叶凋落物的养分残留量影响并不一致。在整个分解过程中,沙埋处理下凋落物的养分残留量比裸露处理少,养分释放更多。研究发现,裸露与沙埋处理下的梭梭和乔木状沙拐枣同化枝凋落物C元素含量均呈净释放趋势,多枝柽柳叶凋落物均呈现富集与释放缓慢状态,原因可能是,极端干旱区植被覆盖率低,随着分解进行,凋落物持续暴露在阳光下,促进了C元素的释放。另一原因可能是,在凋落物的早期阶段,由于淋溶作用导致C元素的流失,而随着分解过程的进行,凋落物中的C含量逐渐增加,从而出现了富集现象[25];相关研究发现,在荒漠生态系统,凋落物分解过程中,出现了N积累现象[26]。范琳杰等[23]在对花花柴和胡杨叶凋落物养分释放研究发现,均出现了N富集现象。本研究中,裸露与沙埋处理下,梭梭和乔木状沙拐枣同化枝凋落物的N、P均出现了富集现象,多枝柽柳叶凋落物的N、P分别出现了富集、释放现象。引起这样变化的原因可能是,在缺乏养分的土壤中,当N、P的含量不能满足微生物的需要时,微生物会从环境中吸附N、P,进而N、P就会积累[27]。

表3 凋落物质量残留率随时间的指数回归方程

Tab. 3 Exponential regression equation for litter mass residue rate over time

物种	处理	Olson负指数衰减模型	分解系数k/(g·g^{-1}·a^{-1})	$t_{0.5}$/a	$t_{0.95}$/a
梭梭	裸露	$Y=94.946e^{-0.022t}$	0.50	1.39	5.99
	沙埋	$Y=96.250e^{-0.178t}$	1.88	0.37	1.59
乔木状沙拐枣	裸露	$Y=96.158e^{-0.023t}$	0.48	1.44	6.24
	沙埋	$Y=90.588e^{-0.008t}$	0.71	0.98	4.22
多枝柽柳	裸露	$Y=94.306e^{-0.135t}$	1.39	0.5	2.16
	沙埋	$Y=91.264e^{-0.134t}$	1.72	0.4	1.74

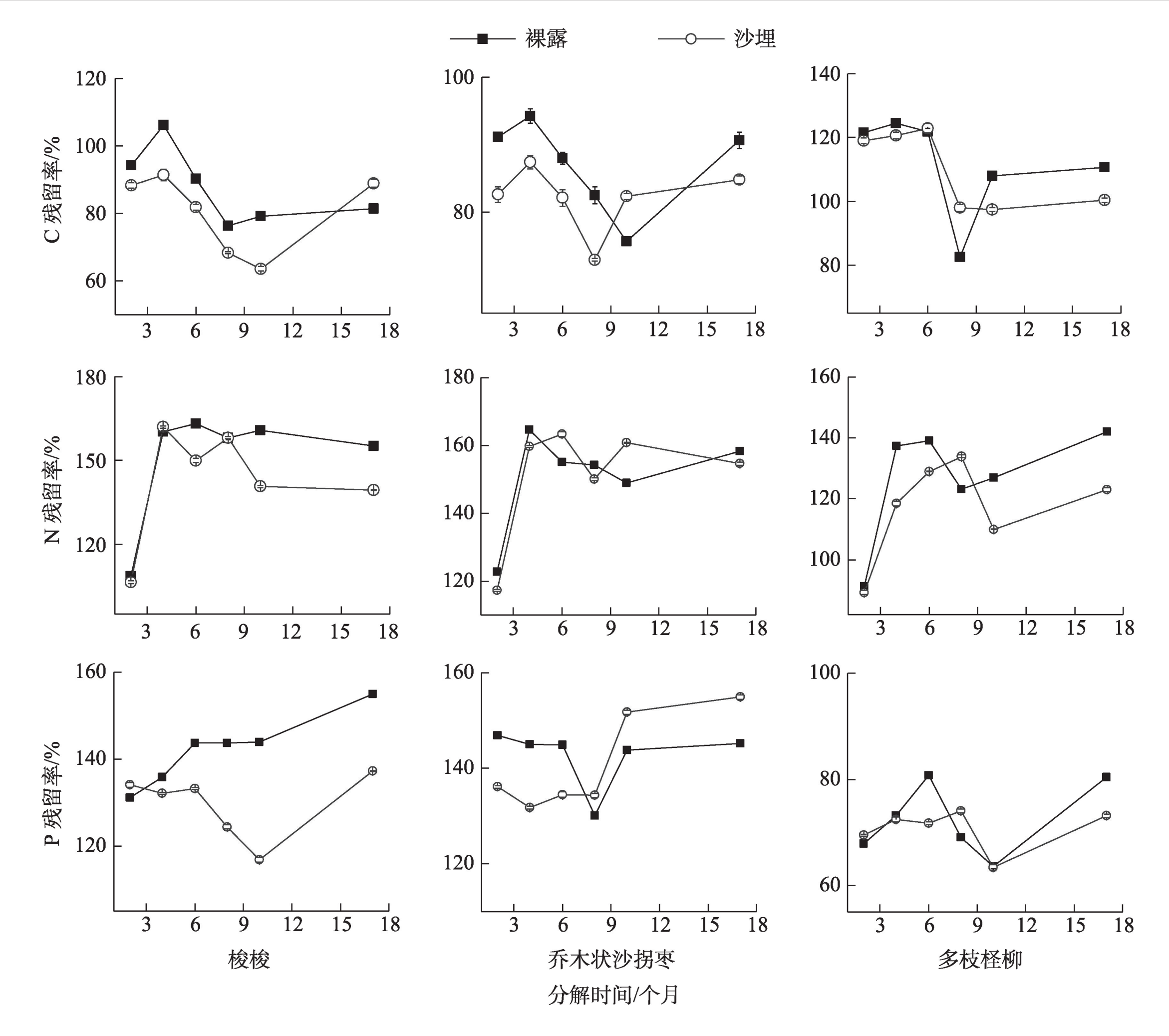


图2　裸露和沙埋处理下凋落物的C、N、P元素的残留率动态变化

Fig. 2　Dynamic changes of residue rates of C, N and P elements in litter under bare and sand burial treatment

表4　凋落物C、N、P残留率的重复测量方差分析结果

Tab. 4　Results of repeated measurement ANOVA of litter C, N, P residues

来源	C残留率		N残留率		P残留率	
	*F*值	*P*	*F*值	*P*	*F*值	*P*
处理	2.16	0.17	0.01	0.94	0.75	0.40
物种	205.45	0.00	138.52	0.00	238.89	0.00
处理×物种	3.68	0.04	1.17	0.34	0.10	0.91
时间	31.67	0.00	48.81	0.00	6.78	0.00
时间×处理	2.72	0.05	0.51	0.65	0.59	0.65
时间×物种	5.51	0.00	4.98	0.00	1.56	0.17
时间×处理×物种	1.87	0.12	0.99	0.44	0.64	0.72

表5　不同处理分解速率*k*与各因子的相关性分析

Tab. 5　Correlation analysis of decomposition rate *k* and factors in different treatment systems

处理	分解速率	土壤湿度	土壤温度	初始C	初始N	初始P	初始C:N	初始C:P
裸露	*k*	−0.063	−0.425	0.441	−0.956**	−0.971**	0.798**	0.924**
沙埋	*k*	0.301	−0.106	0.269	−0.739**	−0.773**	0.586	0.726*

注：*表示P<0.05；**表示P<0.01。

N、P释放一方面可能是由于沙质土壤和极端干旱环境对微生物活性的抑制所致;另一方面可能是由于凋落物的初始C:N含量高,N积累是主要模式[27]。本研究表明,整体上沙埋促进了凋落物养分的释放,但是试验未覆盖分解全过程,沙埋对养分释放的影响有待更深入研究。

3.3 凋落物初始性质对凋落物分解的影响

凋落物的初始化学组成,主要包括凋落物C、N和P含量等指标,其可以很好的预测凋落物的分解过程[28]。研究发现,凋落物N含量越低,其C:N越高,分解速率就越慢[29-30];相反,会促进微生物活性,从而加快凋落物的分解[31]。在本研究中,乔木状沙拐枣同化枝凋落物N含量最低,C:N最高,其分解最慢;相比之下,多枝柽柳叶凋落物N含量最高,C:N最低,其分解最快,这与前人研究一致。也有相关研究发现,微生物的活性与凋落物的初始C:N呈反比,C:N越低,分解速度越快[28]。本研究发现,多枝柽柳叶凋落物C:N最低,其质量损失在沙埋处理下显著大于其他凋落物,这与前人研究一致[20]。可能是沙埋处理下显著降低了太阳光的辐射,相比于地表裸露处理,对土壤微生物活性影响不大,而多枝柽柳叶凋落物较低的C:N促进了微生物活性,从而加快其质量损失。且由初始性质与分解速率进行相关性分析也表明,凋落物的初始性质显著影响着分解速率。

4 结 论

在极端干旱区沙漠防护林凋落物分解过程中,沙埋处理下凋落物质量残留量均低于地表裸露处理的凋落物,沙埋显著加快了凋落物的质量损失;沙埋处理下凋落物养分残留率也均低于地表裸露处理的凋落物,沙埋显著加快了凋落物的养分释放;凋落物的初始性质显著影响了凋落物的分解速率。这些研究结果表明,沙埋对凋落物的分解速率和养分释放有显著的积极影响,而且不同凋落物之间质量损失及养分释放格局不太一样。这些研究结果可为极端干旱区凋落物分解过程提供理论依据。

参考文献(References):

[1] 李宜浓, 周晓梅, 张乃莉, 等. 陆地生态系统混合凋落物分解研究进展[J]. 生态学报, 2016, 36(16): 4977-4987. [Li Yinong, Zhou Xiaomei, Zhang Naili, et al. Progress in the study of mixed apoplastic decomposition in terrestrial ecosystems[J]. Journal of Ecology, 2016, 36(16): 4977-4987.]

[2] Zhang X Y, Wang W. Control of climate and litter quality on leaf litter decomposition in different climatic zones[J]. Journal of Plant Research, 2015, 128(5): 791.

[3] Raich J W, Schlesinger W H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate[J]. Tellus, 1992, 44(2): 81-99.

[4] 王新源, 赵学勇, 李玉霖, 等. 环境因素对干旱半干旱区凋落物分解的影响研究进展[J]. 应用生态学报, 2013, 24(11): 3300-3310. [Wang Xinyuan, Zhao Xueyong, Li Yulin, et al. Effects of environmental factors on litter decomposition in arid and semi-arid regions: A review[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2013, 24(11): 3300-3310.]

[5] 赵哈林, 曲浩, 周瑞莲, 等. 沙埋对沙米幼苗生长、存活及光合蒸腾特性的影响[J]. 生态学报, 2013, 33(18): 5574-5579. [Zhao Halin, Qu Hao, Zhou Ruilian, et al. Effects of sand burial on growth, survival, photosynthetic and transpiration properties of *Agriophyllum squarrosum* seedlings[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(18): 5574-5579.]

[6] Teraminami T, Nakashima A, Ominami M, et al. Effects of sand burial depth on the root system of *Salix cheilophila* seedlings in Mu Us Sandy Land, Inner Mongolia, China[J]. Landscape and Ecological Engineering, 2013, 9(2): 249-257.

[7] Vleeshouwers L M. Modelling the effect of temperature, soil penetration resistance, burial depth and seed weight on pre-emergence growth of weeds[J]. Annals of Botany, 1997, 79(5): 553-563.

[8] Danger M, Cornut J, Elger A, et al. Effects of burial on leaf litter quality, microbial conditioning and palatability to three shredder taxa: Leaf litter burial and palatability[J]. Freshwater Biology, 2012, 57(5): 1017-1030.

[9] Vivanco L, Austin A T. Intrinsic effects of species on leaf litter and root decomposition: A comparison of temperate grasses from North and South America[J]. Oecologia, 2006, 150(1): 97-107.

[10] Austin A T, Araujo P I, Leva P E. Interaction of position, litter type, and water pulses on decomposition of grasses from the semi-arid patagonian steppe[J]. Ecology, 2009, 90(9): 2642-2647.

[11] 范琳杰, 李成道, 李向义, 等. 极端干旱区沙土掩埋对凋落物分解速率及盐分含量动态的影响[J]. 植物生态学报, 2021, 45(2): 144-153. [Fan Linjie, Li Chengdao, Li Xiangyi, et al. Effects of sand burial on litter decomposition rate and salt content dynamics in an extremely arid region[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2021, 45(2): 144-153.]

[12] 李海涛, 于贵瑞, 李家永, 等. 井冈山森林凋落物分解动态及磷、钾释放速率[J]. 应用生态学报, 2007, 18(2): 233-240. [Li Haitao, Yu Guirui, Li Jiayong, et al. Dynamics of litter decomposition and phosphorus and potassium release in Jinggang Mountain

region of Jiangxi Province, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2007, 18(2): 233-240.]

[13] 齐斐斐, 买买提依明·买买提艾力, 霍文, 等. 塔克拉玛干沙漠腹地地表辐射和能量平衡及小气候特征[J]. 干旱气象, 2020, 38(1): 32-39. [Qi Feifei, Maimaiti Aili Maimaiti Yiming, Huo Wen, et al. Characteristics of surface radiation and energy balance and microclimate in the hinterland of Taklimakan Desert[J]. Journal of Arid Meteorology, 2020, 38(1): 32-39.]

[14] Lei J, Li S, Fan D, et al. Classification and regionalization of the forming environment of windblown sand disasters along the Tarim Desert Highway[J]. Science Bulletin, 2008, 53(S2): 1-7.

[15] Liu Y, Ali M, Huo W, et al. Estimation of the land surface emissivity in the hinterland of Taklimakan Desert[J]. Journal of Mountain Science, 2014, 11(6): 1543-1551.

[16] 李丙文, 张洪江, 邱永志, 等. 咸水灌溉对塔里木沙漠公路防护林植物生长的影响[J]. 干旱区地理, 2011, 34(2): 215-221. [Li Bingwen, Zhang Hongjiang, Qiu Yongzhi, et al. Effects of saline water irrigation on plants growth of the Tarim Desert Highway shelter-belt[J]. Arid Land Geography, 2011, 34(2): 215-221.]

[17] Olson J S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems[J]. Ecology, 1963, 44(2): 322-331.

[18] 李巧玲, 曾辉. 美国南卡罗来纳州森林湿地十种典型植物凋落叶的分解特征[J]. 生态学报, 2017, 37(7): 2342-2351. [Li Qiaoling, Zeng Hui. Leaf litter decomposition of ten plant species in a forested wetland in South Carolina, USA[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(7): 2342-2351.]

[19] Zhang J G, Xu X W, Zhao Y, et al. Effect of shifting sand burial on soil evaporation and moisture-salt distribution in a hyper-arid desert[J]. Environmental Earth Sciences, 2016, 75(21): 1417.

[20] Zhang X M, Wang Y D, Zhao Y, et al. Litter decomposition and nutrient dynamics of three woody halophytes in the Taklimakan Desert Highway shelterbelt[J]. Arid Land Research and Management, 2017, 31(3): 335-351.

[21] Qu H, Zhao X, Wang S, et al. Abiotic factors affect leaf litter mass loss more strongly than initial litter traits under sand burial conditions[J]. Catena, 2021, 196: 104900.

[22] Liu G F, William K, Cornwell, et al. Decomposition of 51 semidesert species from wide-ranging phylogeny is faster in standing and sand- buried than in surface leaf litters: Implications for carbon and nutrient dynamics[J]. Plant & Soil, 2015, 396(1-2): 175-187.

[23] 范琳杰, 李向义, 李成道, 等. 极端干旱区花花柴(*Karelinia caspia*)和胡杨(*Populus euphratica*)叶凋落物分解和养分释放特征[J]. 干旱区研究, 2021, 38(2): 479-486. [Fan Linjie, Li Xiangyi, Li Chengdao, et al. Decomposition and nutrient release characteristics of *Karelinia caspia* and *Populus euphratica* leaf litters in extreme arid regions[J]. Arid Zone Research, 2021, 38(2): 479-486.]

[24] Uselman S M, Snyder K A, Blank R R, et al. UVB exposure does not accelerate rates of litter decomposition in a semi-arid riparian ecosystem[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(6): 1254-1265.

[25] Wu Z D, Wang Y X, Cai Z F, et al. Amount and decomposition characteristics of litters in citrus orchard in Fuzhou, China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2010, 26(3): 231-234.

[26] 周丽, 李彦, 唐立松, 等. 光降解在凋落物分解中的作用[J]. 生态学杂志, 2011, 30(9): 2045-2052. [Zhou Li, Li Yan, Tang Lisong, et al. Roles of photodegradation in litter decomposition[J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(9): 2045-2052.]

[27] Parton W, Silver W L, Burke I C, et al. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long- term decomposition[J]. Science, Washington: Amer Assoc Advancement Science, 2007, 315(5810): 361-364.

[28] Taylor B R, Parkinson D, Parsons W F J. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: A microcosm test[J]. Ecology, 1989, 70(1): 97-104.

[29] Bray S R, Kitajima K, Mack M C. Temporal dynamics of microbial communities on decomposing leaf litter of 10 plant species in relation to decomposition rate[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 49: 30-37.

[30] 杨晶晶, 周正立, 吕瑞恒, 等. 干旱生境下3种植物叶凋落物分解动态特征[J]. 干旱区研究, 2019, 36(4): 916-923. [Yang Jingjing, Zhou Zhengli, Lv Ruiheng, et al. Dynamic decomposition of foliar litters of three plant species in arid habitats[J]. Arid Zone Research, 2019, 36(4): 916-923.]

[31] Sylvain C, Jean W, Olaf B, et al. Litter composition rather than plant presence affects decomposition of tropical litter mixtures[J]. Plant and Soil, 2011, 343(1-2): 273-286.

Effects of bare versus sand burial on the decomposition and nutrient release of apophyges in extremely arid zones

YUAN Ping[1,2], HAN Huan[2,3], ZHAO Hongmei[1,4], LI Congjuan[2,3]

(1. College of Resources and Environment, Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052, Xinjiang, China; 2. National Engineering Technology Research Center for Desert-Oasis Ecological Construction, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, Xinjiang, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. Xinjiang Key Laboratory of Soil and Plant Ecological Processes, Urumqi 830052, Xinjiang, China)

Abstract: In nutrient-limited environments, apoplastic decomposition is a critical biogeochemical process for carbon © and nutrient cycling. Apoplastic decomposition and nutrient release processes are particularly important in arid and extremely arid regions, where deserts and dryads are the dominant ecosystem types. These processes play a crucial role in stabilizing soil, improving texture, and replenishing soil fertility due to the dearth of nutrients and organic matter in the soil. Plant nutrient uptake efficiency in such soil primarily relies on the decomposition of apoplastic material. In extremely arid desert regions like the Taklamakan Desert, apoplastic burial by quicksand is common, yet the complexities and characteristics of apoplastic decomposition under sand burial remain relatively unknown. To characterize the decomposition and nutrient dynamics of apomictic material in desert highway shelterbelt forest strips, we studied assimilated *Haloxylon ammodendron* and *Calligonum arborescens* assimilated branches, along with *Tamarix ramosissima* leaves, under surface exposure and sand burial treatments 510 days. Additionally, decomposition tests were conducted using the apoplast net bag method. The results showed that: (1) There were significant differences in mass loss between exposed and sand-buried treatments for the three plant species, with higher mass loss of apomictic material under sand burial. By the end of the decomposition test, the weight loss rates of *Haloxylon ammodendron*, *Calligonum arborescens*, and *Tamarix ramosissima* under the exposed treatment were 7%, 6.8%, and 18.1%, respectively, and those of pike, arborvitae, and multi-branched tamarisk under the sand-buried treatment were 23.7%, 9.7%, and 21.9%, respectively. (2) During the decomposition process, changes in apoplastic C, N, and P contents under the two treatments were inconsistent. The N and P contents of *Haloxylon ammodendron* and *Calligonum arborescens* assimilated branches showed a net enrichment, while the C content demonstrated net release. Similarly, the N and P contents of leaves of multi-branched *Tamarix ramosissima* displayed net enrichment and net release, respectively, while the C content had an enriched-released state. (3) Olson' s exponential decay model was employed to analyze the decomposition process and fit the mass residual rate of the apoplastic material. The decomposition coefficients' *k* values for the apoplastic material of the three plants were ranked as follows: sand-buried treatment > bare treatment; (4) An analysis of the *k* values of the apoplastic material and the related factors showed that the initial N, P, C:N, and C:P contents of the apoplastic material had a significant effect on the rate of decomposition ($P < 0.01$). These results indicate that sand burial significantly influences the decomposition process of apomictic litter in desert highway protection forests within extremely arid zones.

Keywords: extreme arid areas; litter decomposition; sand burial; mass residue rate